

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika osakond

Oliivia Võrk

Lubjarikaste rohumaa liigirikkus ja seda mõjutavad tegurid

Magistritöö

Juhendaja: Elle Roosalu

Tartu 2013

Sisukord

Sissejuhatus	3
1. Teoreetiline sissejuhatus	4
1.1. Loopealsete liigirikkus ja seda mõjutavad tegurid	4
1.1.1. Keskkonnatingimuste mõju loopealsete liigirikkusele	4
1.1.2. Maakasutuse ajalugu	5
1.1.3. Liikidevahelised suhted	7
2. Materjal ja metoodika	9
2.1. Uurimisalade iseloomustus.....	9
2.2. Välitööde metoodika	10
2.3. Andmeanalüüsi metoodika	11
3. Tulemused	12
3.1. Soontaimede liigirikkus erinevates mikroelupaikades	12
3.2. Sammalde, samblike ja soontaimede vahelised seosed erinevates mikroelupaikades ...	13
3.3. Soontaimeliikide tunnused erinevates mikroelupaikades	14
4. Arutelu	20
4.1. Soontaimede liigirikkus erinevates mikroelupaikades	20
4.2. Sammalde, samblike ja soontaimede vahelised seosed erinevates mikroelupaikades ..	21
4.3. Soontaimeliikide tunnused erinevates mikroelupaikades	21
Kokkuvõte	24
Summary	25
Tänuavaldused	26
Kasutatud kirjandus	27

Sissejuhatus

Poollooduslikud kooslused on meie esivanemate pikaajalise põllumajandusliku tegevuse tulemus, mis on kujunenud aastasade, isegi aastatuhandete vältel inimese ja looduse koostöös. Loopealsed on heaks näiteks sellest, kuidas inimtegevuse ja looduse harmoonilises koostöös tekib midagi uut ja väärtuslikku. Kauaaegse majandamise, peamiselt karjatamise tulemusel on loopealsetel kujunenud liigirikkad ja kogu maailmas vähelevinud taimekooslused. Mitmesugustel põhjustel on just alvaritel kokku saanud asukad erinevatest geograafilistest regioonidest. Ainulaadne on ka loopealsete loomastik, brüofloora ja samblike liigiline koosseis. Piiratud levik nii Euroopas kui kogu maailma lõikes on põhjuseks, miks loopealsed on arvatud Euroopas esmatähtsaks kaitset vajavaks elupaigatüübiks. Vaatamata sellele jätkub looniitude pindala kiire vähenemine, sest nende majandamiseks vajalik traditsiooniline põllumajandus on kõikjal taandumas. Erinevate elupaikade kaitse optimaalseks planeerimiseks (taastamiseks ja hooldamiseks) on vaja hästi tunda nende asukate bioloogiat ja ökoloogiat. Looniite on uuritud üsna põhjalikult lähtudes soontaimede liigirikkuse ja selle dünaamikat põhjustavate tegurite seisukohast. Vähem tähelepanu on pööratud sambla-samblikurinde ja soontaimede omavahelistele suhetele ning seostele loopealsete mikroelupaikades. Käesoleva töö eesmärk on käsitleda neid seoseid mõnedel Saare- ja Hiiumaa loopealsetel ning leida vastused järgmistele küsimustele:

- 1.) kas õhukese mullaga loopealsete erinevates mikroelupaikades on soontaimede liigirikkus erinev?
- 2.) kas sambla - samblikurinde katvus mõjutab soontaimede liigirikkust erinevates mikroelupaikades?
- 3.) kas erinevatel mikroelupaikade liikidel on erinevad tunnused?

1. Teoreetiline sissejuhatus

1.1. Loopealsete liigirikkus ja seda mõjutavad tegurid

Taimekoosluste liigilist mitmekesisust määravate tegurite ja protsesside selgitamine on üks taimeökoloogia põhiküsimusi (Tilman 2000; Loreau *et al.* 2001). Arvukad uurimused on pühendatud elupaiga kvaliteedi, maastikulise struktuuri ja ajaloolise maakasutuse rolli kindlaks tegemisele erinevate elupaikade liigirikkuse kujunemisel (Löbel *et al.* 2006). Nimetatud tegurite toimimist on edukalt uuritud ka loopealsetel (Zobel 1992; Pärtel & Zobel 1999; Pärtel 2002). Üldistatud kujul võib loopealsete liigirikkust määravad tegurid jagada 2 suurde rühma: 1) keskkonnatingimused, 2) maakasutuse ajalugu.

1.1.1. Keskkonnatingimuste mõju loopealsete liigirikkusele

Loopealsed (ka looniidud, loorohumaad, alvarid) on kuivad, lagedad või enamasti hõreda kadastikuga kaetud, madala rohttaimestikuga ja väga õhukese (< 20 cm) lubjarikka mullakihiga kooslused (Laasimer 1975; Rosén 1982; Pärtel *et al.* 1999). Hoolimata õhukesest mullakihist on loopealsete mullad üldjuhul kõrge huumusesisaldusega ja viljakad. Sellised mullatingimused on põhjustatud eelkõige lubjarikkast lähtekivimist, millest paepealsed mullad (rendsinaad) on tekkinud. Mulla pH on kõrge (enamasti 7 ringis) ning see soodustab toitainete püsimist mullas, kuid toitained võivad olla taimedele raskesti kättesaadavad. Loopealsete reljeef on tavaliselt tasane või veidi lainjas, kuid esineb ka lamedaid nõgusid, kuhu kevadel lume sulamise aegu või pikaajaliste sadude korral koguneb vesi, muutes mullatingimused liigniisketeks. Samas võib põua ajal mullakiht kuni aluskivimini läbi kuivada ja mullapinna temperatuur kerkib üsna kõrgele. Talvel puhub tuul lume loopealselt ära ja pakane mõjutab muldi üsna sügavalt. Väga õhukese mullakihiga aladel põhjustab vee jäätumine ja sulamine mullapinna kõikumist ja nii tekivad külmakohrutused. Enamikule loodudele avaldab mõju ka mere otsene lähedus, mille tõttu kevad on seal tavalisest hilisem ja külmem, kuid sügis ja talv soojemad kui sisemaal. Seega on ökoloogilised tingimused loopealsetel küllaltki muutlikud ja karmid (Pärtel 2004).

Loopealsete liikide leviku määrab suures osas mulla keemiline koostis, niiskuse sisaldus ja tüsened. Liigiline mitmekesisus on maksimaalne õhukeste muldade puhul. Kõrge pH väärtus soodustab sammalde ja samblike liigirikkust, soontaimede puhul aga pigem vähendab

(Schaefer & Larson 1997). Mida õhem on mullakiht, seda suurem on sammalde - samblike liigirikkus.

Omapäraseid elupaiku taimedele loovad kompaktsed pae praod ja lõhed, kus võivad kasvada ka puud ja põõsad. Perioodiline põud ja liigniiskus mõjutavad oluliselt taimede kasvu. Kanada alvaritel tehtud katsed näitasid, et seemnete idanemine oli edukaim parasniisketes tingimustes, võrreldes väga kuivade ja veega küllastatud mullatingimustega. Seega reguleerivad mulla niiskustingimused oluliselt populatsioonide tihedust ja dünaamikat (Lundholm & Larson 2003). Loopealsete rohurinne on üldjuhul võrdlemisi hõre ja kohati mosaiikne. Valitsevad põuda taluvad ja lubjalembesed liigid, tihedamalt taimestunud laigud түsedamal mullal vahelduvad hõredamatega õhukesel mullal, paiguti paljandub aluspõhja paas (Paal 1997). Seega on loopealsetele iseloomulik üsna suur mikroelupaikade varieeruvus ja see asjaolu on ilmselt üheks nii suure- kui väikeseskaalalise liigirikkuse põhjuseks. Nimelt jaotuvad liigid elupaikade heterogeensuse hüpoteesi põhjal mikroelupaikades vastavalt nende ökoloogilistele nõudlustele ressursside kõige optimaalsema kasutuse printsiibi järgi. Mida kontrastsemad on elupaikade keskkonnaolud, seda enam liike saab neis kasvada (Tilman & Pakala 1993; Douda *et al.* 2012). Keskkonnategurite mitmekesisust peetakse üheks peamiseks taimekoosluste liigirikkuse põhjuseks (Grime 1979; Tilman & Pakala 1993; Palmer 1994). Liikide kasvu määravateks teguriteks võivad olla varieeruvus mulla niiskuses, mulla түseduses, mikrotopograafias (Lundholm & Larson 2003). Küsimusel, kas keskkonnategurite ruumilisel mitmekesisusel on positiivne mõju liigirikkusele, puudub siiski ühene vastus - erinevatel uurimustel on erinevad tulemused. Nii on Kanada loopealsetel selgunud, et suurem liigirikkus on seotud mikroelupaikade omaduste ja mulla sügavusega. Seejuures neist esimene on olulisem madalamatel ja keskmistel, mulla sügavus madalamatel reljeefielementidel (Lundholm & Larson, *op. cit.*).

Piiratud levikust ja keerulistest kasvutingimustest hoolimata on loopealsete taimekooslused väga liigirikkad, jäädes alla vaid puisniitudele. Eesti looniitude ühelt ruutmeetritl on leitud 49 soontaimeliiki, summaarselt ulatub liikide arv aga 270-ni (Pärtel *et al.*, 1999; Pärtel jt. 2007).

1.1.2. Maakasutuse ajalugu

Arvatakse, et ajaloolised tegurid võivad maastikke enam mõjutada, kui kaasajal toimuvad muutused (Dupre & Ehrlén, 2002). Täna Eesti looduse liigirikkuse üheks põhjuseks on mitu tuhat aastat kestnud rohumaade majandamine. Esimesed märgid karjakasvatusest Eesti alal

pärinevad 6000 aasta tagusest ajast. Karjamaid rajav inimene avas maastikke, tekitas juurde üha rohkem erinevaid niite.

Taimede seemned jõudsid Eestisse inimeste, kariloomade või viimaste söödaks varutud heinaga ning hakkasid siin idanema. Õietolmuandmed kinnitavad, et rohttaimede liigirikkuses leidis aset suur hüpe ligikaudu 3000 aastat tagasi, mil karjakasvatus oli hoo sisse saanud. On leitud, et tänapäeval on kõige liigirikkamad loopealsed nendes piirkondades, kus rauaajal oli inimeste asustustihedus kõige suurem (Pärtel *et al.* 2007). Loopealsetele iseloomuliku liigirikkuse kujunemise ja säilimise üheks olulisemaks teguriks on loomade karjatamine. See tagab loopealsete avatuse ja soodustab seemnete levikut erinevate loopealsete vahel (Laasimer, 1975). Loopealsetel kasvab rohkesti liike, kelle seemned on justkui loodud „reisima” lambavilla takerdunult. Tihti liikusid lambad küllaltki laialt, eriti pikki vahemaid kaeti neid ühelt alalt teisele või müügile viies. Kuigi lammaste hulk on meie loopealsetel viimasel kümnendil taas jõudsalt suurenenud, on nad nüüd üsna paiksed, nii et soontaimede laialdasemale levikule nad ilmselt enam suurt kaasa ei aita. Summaarselt on loopealsete majandamine Eestis siiski oluliselt vähenenud, nende pindala kahanenud, muutunud killustatuks ja nende liigirikkus ohustatud (Helm & Pärtel, 2007). Kui karjatamine rohumaadel lõpeb või väheneb, muutub nende struktuur, koostis, liigirikkus ja produktiivsus. Karjatamise taastamine koos põõsastiku harvendamisega annab aga kiire efekti. Rootsi Suurel Alvaril tehtud uuring näitas, et juba 5-aastase taastamisperioodi järel väheneb oluliselt põõsarinde kõrgus ja kulukihi tusedus. Karjatamise taastamisest võitsid eelkõige sellised soontaimeliigid nagu *Agrostis vinealis*, *Cerastium fontanum*, *Trifolium campestre*, *Carex caryophylla*, *C. ericetorum*, *Achillea millefolium*, *Arabis hirsuta*, *Orchis mascula*. Oluliselt vähenes aga selliste liikide nagu *Acinos arvensis*, *Helictotrichon pratense* ja *Festuca ovina* osatähtsus. (Rosén & Bakker 2005). Karjatamise mõju sammaldele ja samblikele oli aga selle uurimuse kohaselt tagasihoidlik. Soontaimede arvukuse tõusule ja mitmekesisistumisele aitab eriti kaasa kadakate raie. Erinevatel aladel tehtud uuringute tulemustest järeldati, et kui näiteks enne raiet oli soontaimede katvus alal 70%, siis 3 aastat peale raiet oli see juba 95%. Põhjuseks on asjaolu, et peale kadakate raiet on taimedel parem valguse ja toitainete kättesaadavus, lisaks paraneb liikide levik võimalus ja võimalus kasvada kohtades, kus see enne oli piiratud. Põhjalik uurimus Eesti loopealsetel näitas, et samblikukoosluste seisundit mõjutab peamiselt rohurinde tihedus ning samblike eluks sobivate mikroelupaikade mitmekesisus. Seega loopealsete liigilise mitmekesisuse üldisemaks

tagamiseks on vajalik nii põõsarinde harvendamine kui ka sobiva koormusega karjatamine samblikele sobivate mikroelupaikade tekkeks (Leppik *et al.* 2013).

Lisaks traditsioonilisele inimtegevusele loopealsetel tuleb tänapäeval märkida veel teisigi mikrotopograafiat mõjutavaid tegureid. Nimelt on mitmetel Eesti loopealsetel tehtud mullakihi koorimist, samuti loovad väikesepinnalisi mikroelupaiku metssigade tuhnimiskohad ja masinatega sõitmisel tekkinud rööpad.

1.1.3. Liikidevahelised seosed

Sammaladel ja samblikel võib olla taimekoosluste struktuurile ja funktsioneerimisele oluline mõju, eriti seal, kus nende katvus on suur. Sammalde ja samblike mõju soontaimedele võib olla nii positiivne kui ka negatiivne. Nad suurendavad elupaiga heterogeensust, mõjutades seega soontaimede seemnelist paljunemist. Eelkõige mõjutavad nad soontaimede seemnete idanemist, sest tihe samblakiht võib pidurdada soontaimede seemnete sattumist mulda ning pärssida seeläbi seemnete idanemist ja uute taimede teket (Bell & Bliss 1980; Sohlberg & Bliss 1987). Samuti mõjutab sambla-samblikurinne soontaimede produktiivsust ja toitainete ringet ökosüsteemis. Tihe samblavaip takistab vee aurustumist mullast ja hoiab selle temperatuuri madalal (Stoutjesdijk & Barkman 1992). Teisest küljest määravad soontaimed suurel määral mikrokliima ja toitainete kättesaadavuse krüptogaamidele (Zamphir *et al.* 1999). Soontaimede tiheduse kasvuga väheneb sammalde ja samblike tihedus, samasugune seos on liigirikkusega. Eriti tundlikud on selles osas samblikud (samblad on enam sõltuvad niiskustingimustest). Sellest tulenevalt taluvad samblad ka konkurentsi soontaimedega paremini kui samblikud ning seetõttu mõjutavad soontaimed rohkem samblike kasvu ja mitmekesisust kui sammaltaimede oma. Sammalde mitmekesisus on negatiivselt seotud soontaimede, kuid positiivselt seotud samblike liigirikkusega. Samblike liigirikkus on negatiivselt seotud soontaimede ning vastavalt positiivselt seotud sammalde mitmekesisusega. Rootsi Suurel Alvaril tehtud uuringud näitasid, et sammalde-samblike ning soontaimede vastastikused suhted on tugevamad tusedama mullaga loopealsetel (*Avenetum*) (Zamphir *et al.* 1999).

Erinevatel rohumaaadel kasvab enamasti ka puid ja põõsaid. Traditsiooniliselt loopealsetel puid ei esine, kuid mitmesugused põõsad, eriti kadakad on iseloomulikud. Majandatud loopealsetel on põõsaste katvus väike, sest kariloomad reguleerivad nende tihedust. Praegu peetakse lubatavaks kuni 30- (50) protsendilist põõsaste katvust (Helm, 2011). Tihedamad põõsastikud vähendavad oluliselt loopealsete liigirikkust ja nende levik viib elupaiga

hävimisele (Rosén 1988; Pärtel *et al.* 1998). Hõre põõsarinne võib aga suurendada elupaikade heterogeensust ja soodustada mitmesuguste elustikurühmade mitmekesisust. Põõsaste tüvedel ja okstel on substraat mitmetele seentele, samblikele, sammaldele, samuti on nad vajalikud putukatele ning lindudele. Põõsaalused pakuvad varju varjulembesematele liikidele, talvel kogunev lumi kaitseb külmakahjustuste eest. Teravate okaste või ogadega põõsad (nt. kadakas, kibuvitsa liigid) peletavad rohusööjaid loomi. Põõsaste negatiivseteks joonteks võib pidada nt. varise kogunemist, mis takistab taimede paljunemist, samuti valguskonkurentsi. Laias laastus on leitud, et põõsad võivad olenevalt põõsastiku tihedusest ja erinevate liikide iseärasustest olla rohhtaimele kas negatiivse, positiivse või neutraalse mõjuga (Pihlgren & Lennartsson 2008).

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uuritavate alade iseloomustus

Praegustel andmetel arvatakse Eestis loopealseid olevat umbes 8000 ha, millest heas seisus on vaid 500-1000 hektarit. Õhukesemullalised (< 5 cm) ehk *Festucetum*-tüüpi loorohumaad esindavad äärmiselt haruldast taimekooslust ning on rea taimegeograafiliselt haruldaste ja areaali piiril olevate taimeliikide kasvukoht ning seega suure looduskaitseliku tähtsusega. Selliseid loopealseid iseloomustab sage lamba-aruheina (*Festuca ovina*) esinemine, mis on kooslusele ka nime andnud. Iseloomulikud liigid on veel põldpuju (*Artemisia campestris*), kaljupuju (*A. rupestris*), valge kukehari (*Sedum album*), harilik kukehari (*S. acre*), sõlmne kesakann (*Sagina nodosa*), väike nõmmemünt (*Acinos arvensis*) jt. Eestis esineb õhukesemullalisi loopealseid Saaremaa lääneosas ning Hiiumaal (Helm 2011).

Aastail 2010 - 2011 uuriti 20 erinevat õhukese mullaga loopealset Saaremaal (17 ala) ja Hiiumaal (3 ala) (joonis 1).



Joonis 1. Uurimisalade paikenemine. Loopealsete asukohad on märgitud rohelistega punktidega.

Erinevate loopealsete andmed on saadud Pärandkoosluste Kaitse Ühingust kodulehelt ning koostöös Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste instituudi botaanika osakonna lihhenoloogidega. Maa-ameti kodulehelt kättesaadavate kaartide abil pandi kokku magistritöö jaoks sobilike õhukesemullaliste loopealsete kaardid.

2.2. Välitööde metoodika

Võrdlemaks erinevate kasvukohtade mõju loopealsete taimestikule, jagati uuritavad alad järgmisteks mikroelupaikadeks:

1. maaparandustööde käigus tekkinud masinaroopad;
2. loomade poolt häiritud alad (peamiselt metssigade tuhnimiskohad);
3. kõrgemad kohad (mättad);
4. madalamad lohud;
5. kadaka alused;
6. surnud kadaka alused;
7. okaspuude alused;
8. lehtpõõsa alused.

Roobasteks klassifitseeritud mikroelupaigad olid vanemad, aastate taguste maaparandustööde käigus tekkinud. Nende eripäraks võrreldes madalamate lohudega on tihedam muld. Kõrgemateks kohtadeks klassifitseeriti avatud alad, aga ka maha jäetud sipelgapesad. Madalamad lohud asuvad mikroreljeefi poolest kõige madalamal ja niiskematel aladel. Kõik okaspuude alused mikroelupaigad kirjeldati mändide ning lehtpõõsaste alused türnpuude ja pooppuude alt.

Igal loopealsel kirjeldati eraldi 8 väiksemat mikroelupaika. Mikroelupaiga ulatuses kirjeldati juhusliku valiku printsiibil prooviruudud suurusega 20x20 cm. Igal ruudul registreeriti soontaimede, sammalde ja samblike katvus ning määrati kõik soontaimede liigid ning anti neile ohtruse hinnang 5-palli süsteemis. Olenevalt mikroelupaigast määrati ka kompaktse paeplaadi ning puude ja põõsaste alt põõsaste ja varise katvus ruudus. Eraldi kirjeldati ala

üldist topograafiat. Kirja pandi alal kasvavad puud ja põõsad, häiringud ning mulla sügavus. Kokku uuriti 160 mikroelupaika.

2.3. Andmeanalüüsi metoodika

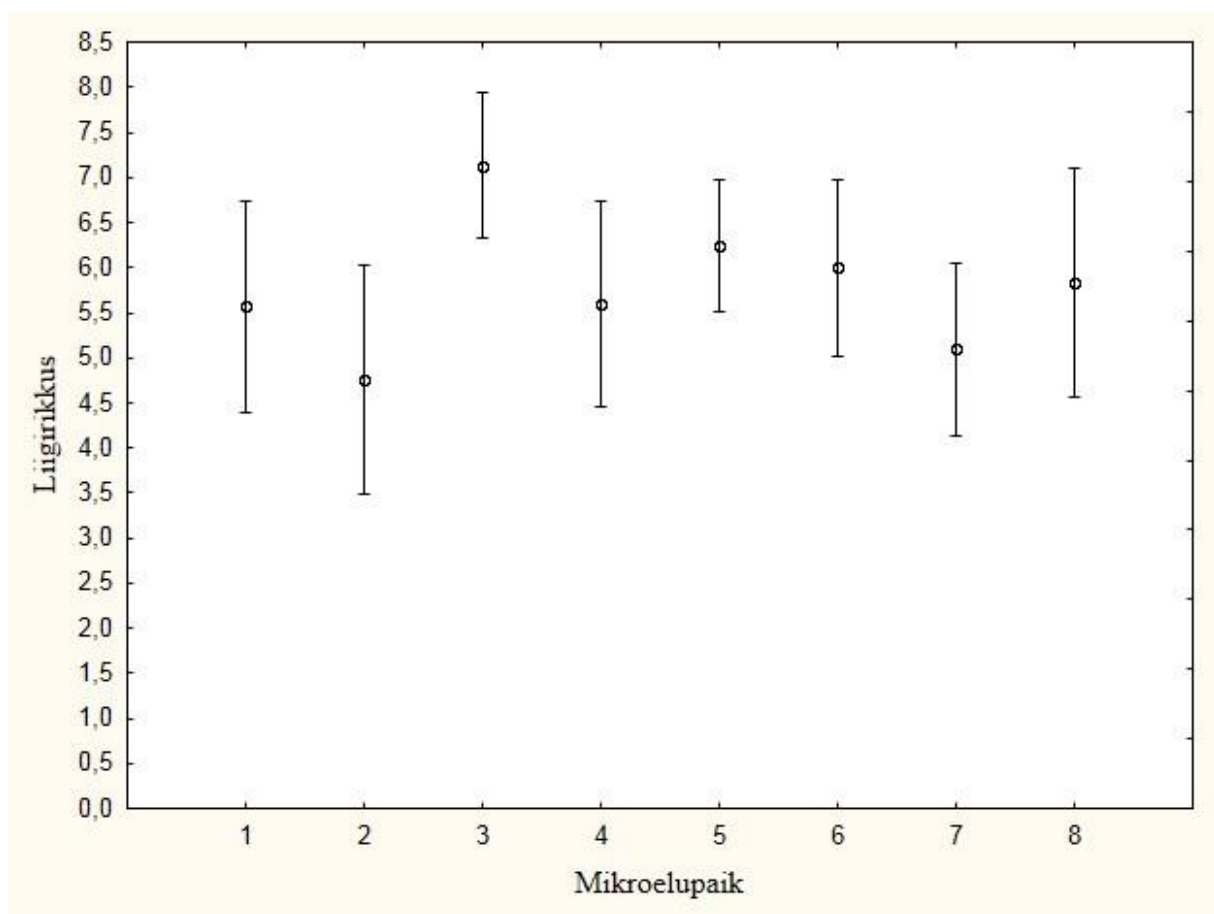
Mikroelupaikades kasvavate liikide paremaks iseloomustamiseks leiti andmebaasist BIOFLOR (<http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>) mitmed soontaimeliikide tunnused. Morfoloogilistest tunnustest võeti vaatluse alla taimede eluvormid (*life form*). Traditsiooniline Raunkiaeri süsteem on veidi modifitseeritud ja liigid on jagatud 3 rühma: 1) uuenemispungad üle maapinna, 2) maapinnal ja 3) maa sees. Liigid jagati eraldi veel rohunditeks, graminoidideks ja puitunud taimedeks. Samuti selgitati välja taimeliikide paljunemise tüübid (*type of reproduction*). Lisaks generatiivsele paljunemisele levivad paljud taimeliigid vegetatiivselt, seega jagati liigid vegetatiivselt ja generatiivselt ning vegetatiivselt paljunevateks liikideks. Lehtede asetust taimel näitab nn. rosetsus. Selle tunnuse järgi jagati liigid: 1) maapinnal asetsevate lehtedega (*rosettes*), maapinnast kõrgemal varrel kimpudena asetsevate lehtedega (*hemirosette*) või 2) varrel ühtlaselt esinevate lehtedega (*erosulate*) liikideks. Veel võeti arvesse taimeliikide lehe kuju (*leaf form*) – kas lehtede pikkus ületab tunduvalt nende laiust või mitte. Funktsionaalsetest tunnustest valiti elustrateegiad Grime'i järgi: S-taimed (stressi taluvad taimed), C-taimed (konkurentsed taimed), R-taimed (ruderaalid). Segatüüpide puhul jagati põhistrateegia proportsionaalselt, nt. *Acinos arvensis*: C määr 0,3, S määr 0,4 ja R määr 0,3. Veel leiti liikidele Ellenbergi valgusnõudlikuse (L), mulla viljakuse (N), niiskusenõudluse (F) ja mulla reaktsiooni (R) väärtarvud. Leidmaks olulisi faktoreid, mis mõjutavad loopealsete soontaimede liigirikkust erinevates mikroelupaikades kasutati, üldisi lineaarseid mudeleid (*GLM*). Uuritavateks tunnusteks olid sammalde ja samblike katvus, mulla sügavus, põõsaste, varise ja kiviplaadi katvus ning aladel toimunud häiringud.

Otsustamaks, millised faktorid mudelisse kaasata, kasutati lisafaktorite tagurpidi eemaldamist (*backward elimination*). Mudelisse kaasati kõik testitavad faktorid ning hakati neid ühekaupa testist välja jätma, alates kõige vähem olulisest. Faktoreid testiti, kuni mudelisse ei jäänud enam ühtegi mitteolulist tegurit. Statistiline analüüs tehti programmi *STATISTICA 7,0* (StatSoft 2004) abil.

3. Tulemused

3.1. Soontaimede liigirikkus erinevates mikroelupaikades

Võrreldes omavahel erinevate õhukesemullaliste loopealsete mikroelupaikade liigirikkust, selgus, et kõige suurem oli liigirikkus kõrgematel reljeefielementidel, järgnesid elusa kadaka, kuivanud kadaka ja lehtpõõsaste alused, väiksem oli liigirikkus häiritud elupaikades ja okaspuude (mändide) all. Vastavalt olid statistiliselt olulised erinevused kõrgemate reljeefielementide ja roobaste ($p=0,031$), loomade poolt häiritud alade ($p=0,002$), madalamate alade ($p=0,030$) ja mändide aluste ($p=0,005$) vahel (joonis 2).



Joonis 2. Soontaimede liigirikkus erinevates mikroelupaikades.

Mikroelupaigad: 1 - maaparandustööde käigus tekkinud roopad, 2 - loomade poolt häiritud alad, 3 - kõrgemad kohad, 4 - madalamad lohud, 5 - kadaka alused, 6 - kuivanud kadaka alused, 7 - okaspuude alused, 8 - lehtpõõsa alused.

3.2. Sammalde, samblike ja soontaimede vahelised seosed erinevates mikroelupaikades

Uurides sammalde, samblike ja soontaimede vahelisi seoseid, püüti leida, kas sammalde ja samblike katvus mõjutab soontaimede liigirikkust. Andmeanalüüsi tulemusel selgus, et soontaimede liigirikkuse ja sammalde ning samblike katvuse vahel ei ole olulist seost (sammalde puhul $p=0,769$, samblike puhul $p=0,096$). Üldiselt oli sammalde katvus suurem põõsaste alustes mikroelupaikades, kuid seal oli ka soontaimede liigirikkus suurem. Samblikke kasvas rohkem häiringutega mikroelupaikades, milles soontaimede liigirikkus oli väike, kuid ilmselt mõjutavad soontaimede liigirikkust enam häiringud kui samblike katvus. Tulemustest võib järeldada, et uuritud aladel ei olnud sammalde, samblike ja soontaimede vahel olulisi liigirikkust mõjutavaid seoseid.

Seoste põhjalikumaks uurimiseks vaadeldi eraldi sammalde ja samblike mõju soontaimeliikide erinevatele tunnustele. Erinevate liigirühmade ja tunnustega liikide käitumise uurimise tulemused on järgmised. Selgus, et üldiselt sammalde ja samblike katvus ei mõjutanud oluliselt soontaimede erinevate tunnustega liikide kasvamist (tabel 1).

Tabel 1. Sammalde ja samblike katvuse mõju soontaimede erinevate tunnustega liikide kasvamisele.

AP – uuenemispungad paiknevad maa sees, MP – uuenemispungad paiknevad maapinnal; C- konkurentliigid, S- stressi taluvad liigid, R- ruderaalid.

Soontaimeliikide tunnused	Sammalde katvus (p väärtused)	Samblike katvus (p väärtused)
1. AP eluvorm	0,657	0,411
2. MP eluvorm	0,876	0,650
3. Graminoidid	0,184	0,134
4. Rohundid	0,361	0,267
5. Puitunud taimed	0,489	0,529
6. Rosett-taimed	0,571	0,158
7. Mitterosett-taimed	0,726	0,356

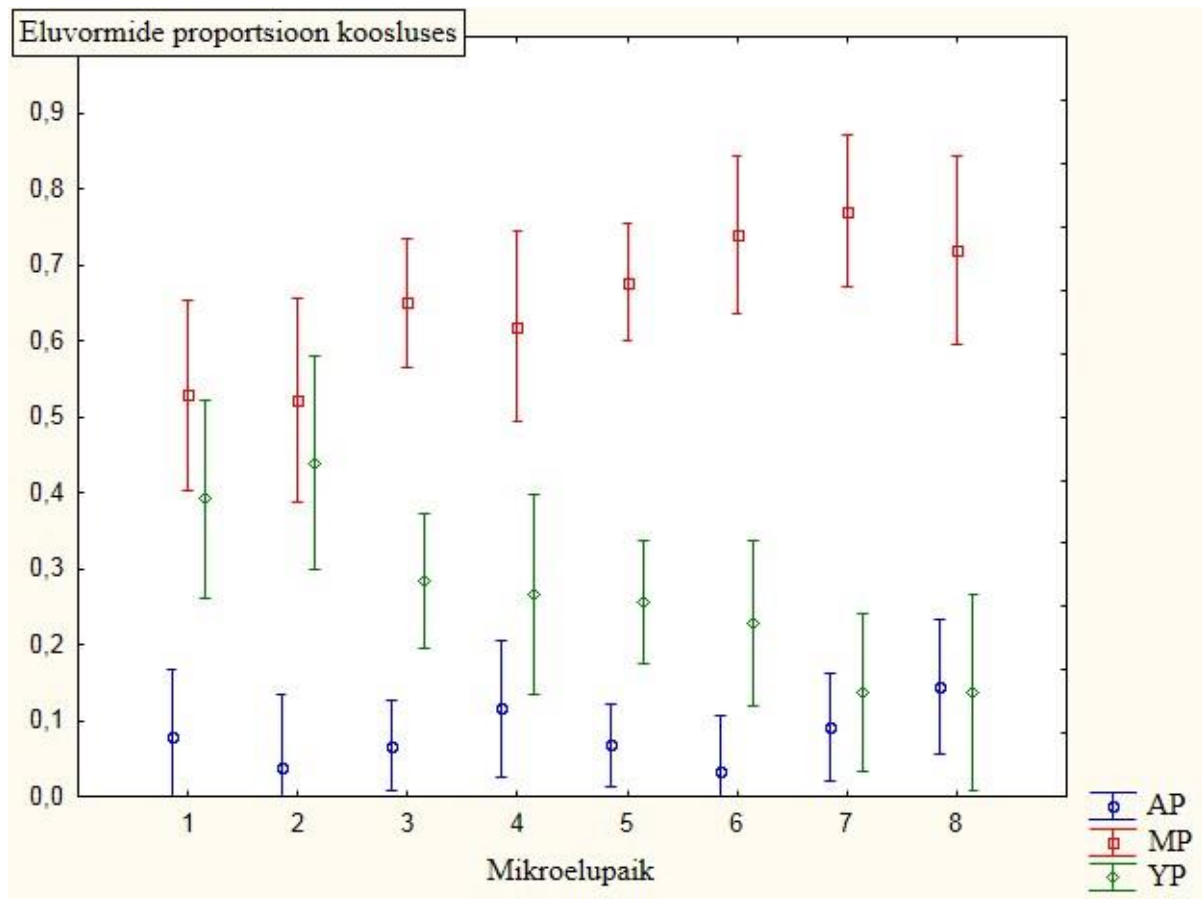
8. Pikalehised taimed	0,743	0,051
9. Tavalise lehega taimed	0,722	0,495
10. C- strateegid	0,443	0,060
11. S- strateegid	0,596	0,712
12. R- strateegid	0,747	0,079
13. Paljunemine seemnetega	0,321	0,533
14. Paljunemine seemnetega+ vegetatiivselt	0,322	0,533

Tulemustest võib järeldada, et uuritud aladel ei olnud sammalde, samblike ja soontaimede vahel olulisi liigirikkust mõjutavaid seoseid.

3.3. Soontaimeliikide tunnused erinevates mikroelupaikades

Uurides kirjeldatud mikroelupaikade soontaimeliikide tunnuseid, leiti mitmeid erinevaid seoseid. Tulemustest selgus, et kõige enam mõjutavad soontaimeliikide tunnuseid erinevate mikroelupaikade mulla sügavus ja mikroelupaikades toimunud häiringud.

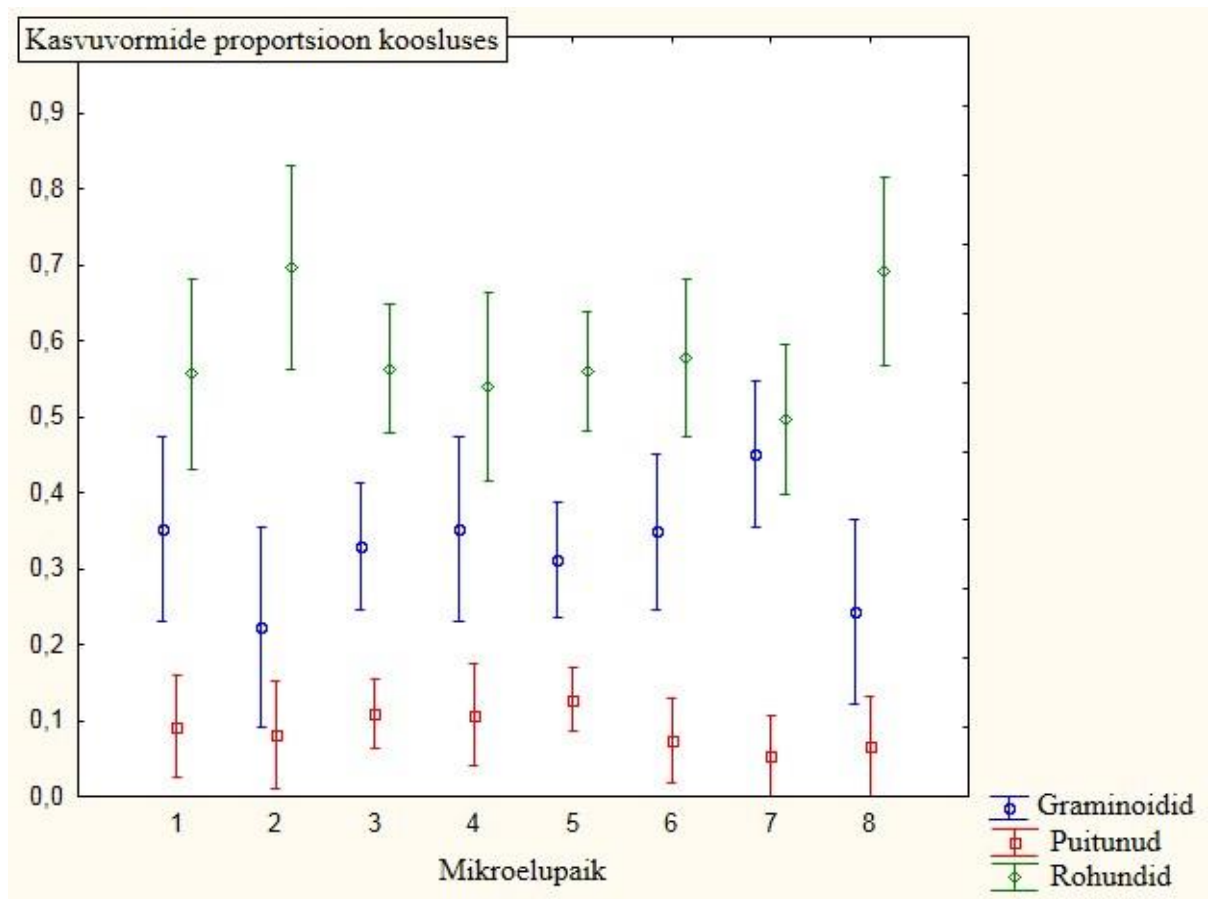
1.) uurides erinevaid soontaimeliikide eluvorme selgus, et kõige vähem on liike, mille uuenemispungad on maa sees ja need eelistavad kasvualasid, kus häiringute mõju on minimaalne ($p=0,012$; $beeta=-0,277$) (joonis 3). Selliseks liigiks on näiteks *Galium boreale*, mis kasvas enam häiringuta mikroelupaikadel. Ilmselt mulla sügavusest tulenevatest mõjudest kasvab õhukesemullalistel loopealsetel vähe soontaimi, mille uuenemispungad paiknevad maa all. Järgnevad liigid, mille uuenemispungad asetsevad maapinnast kõrgemal ja neid on suhteliselt rohkem häiritud aladel, nt. *Artemisia rupestris*. Kõige rohkem on maapinnal paiknevate uuenemispungadega liike. Vähem on neid häiritud aladel ja rohkem puude-põõsaste all.



Joonis 3. Soontaimede eluvormide liigirikkuse proportsioon erinevates mikroelupaikades.

AP - uuenemispungad paiknevad maa sees, MP - uuenemispungad paiknevad maapinnal, YP - uuenemispungad paiknevad maapinnast kõrgemal. Mikroelupaigad: 1 - maaparandustööde käigus tekkinud roopad, 2 - loomade poolt häiritud alad, 3 - kõrgemad kohad, 4 - madalamad lohud, 5 - kadaka alused, 6 - kuivanud kadaka alused, 7 - okaspuude alused, 8 - lehtpõõsa alused.

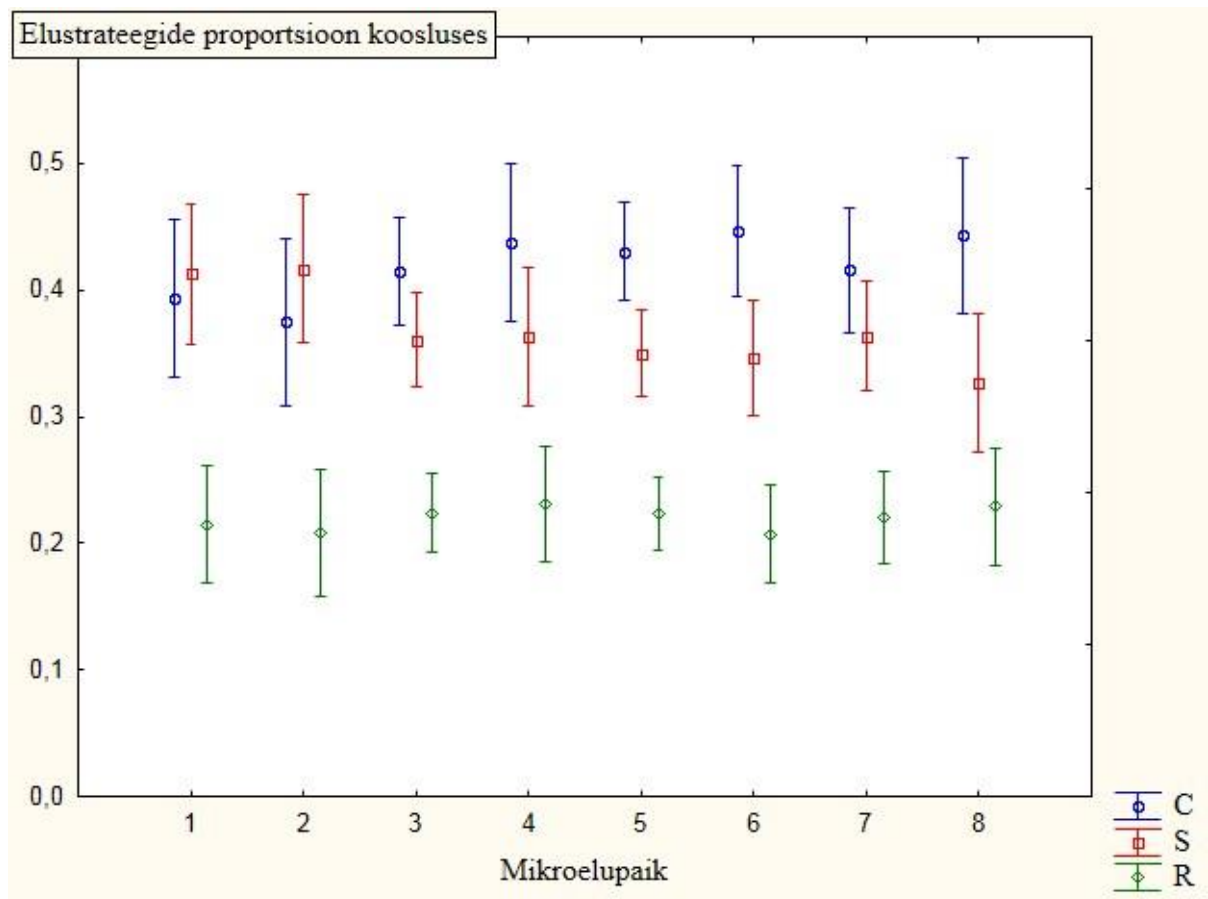
2) uuritud mikroelupaikades valitsevad rohundid ja kõrrelised, puitunud liike on vähe. Viimastest on rohkem levinud *Thymus serpyllum*. Rohundite osatähtsus oli suurem kõigis mikroelupaikades, eriti suur erinevus oli rohundite ja graminoidide vahel metsloomade poolt häiritud laikudes. Sellest tulenevalt võis leida metsloomade poolt häiritud aladel kasvamas rohkem rohundeid kui kõrrelisi. Graminoidide proportsioon oli suurim lagedamatel aladel ning okaspuude all olevates mikroelupaikades. Graminoidide liigirikkus kasvab mulla sügavuse tõustes ($p=0,027$, $\text{beeta}=+0,170$) (joonis 4).



Joonis 4. Soontaimede kasvuvormide liigirikkuse proportsioon erinevates mikroelupaikades.

Mikroelupaigad: 1 - maaparandustööde käigus tekkinud roopad, 2 - loomade poolt häiritud alad, 3 - kõrgemad kohad, 4 - madalamad lohud, 5 - kadaka alused, 6.- kuivanud kadaka alused, 7 - okaspuude alused, 8 - lehtpõõsa alused.

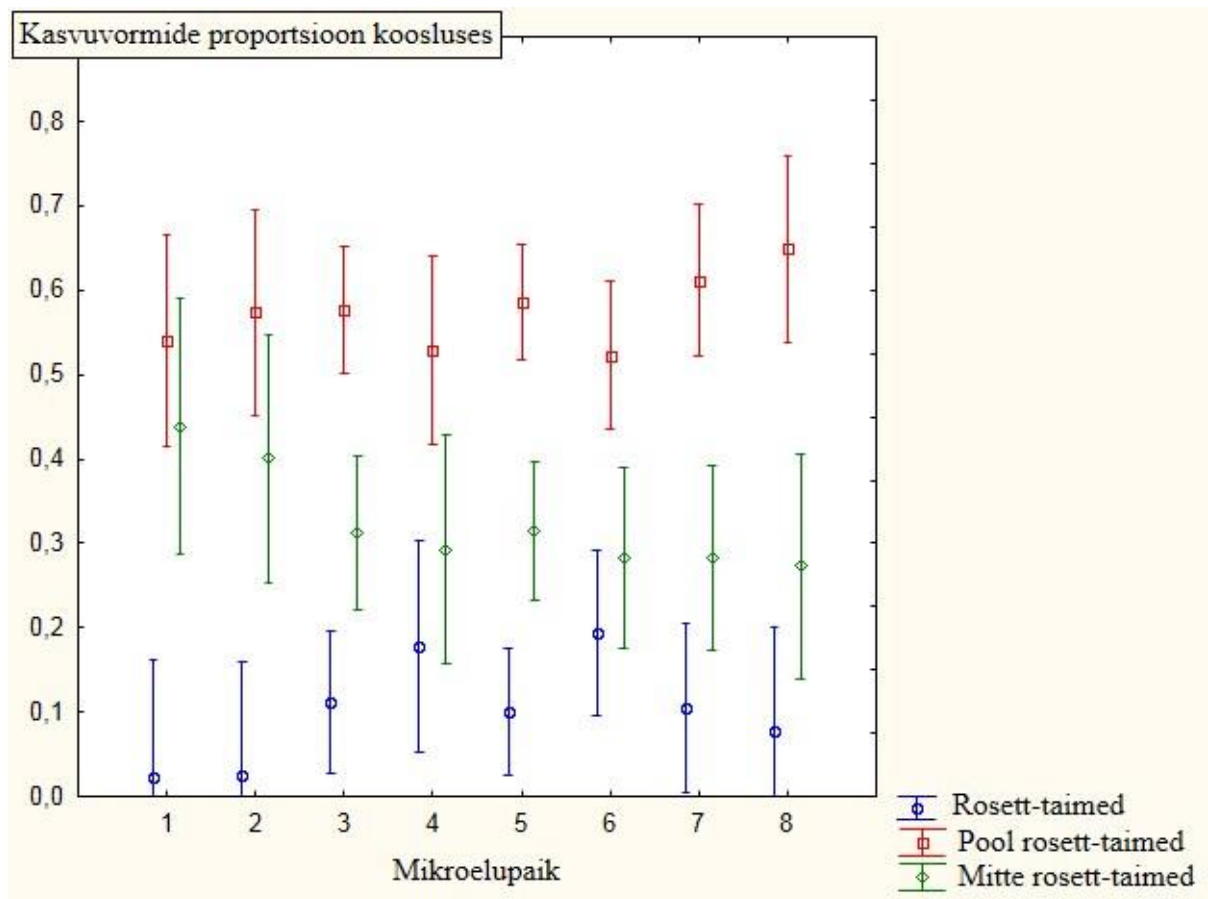
3) vaadeldud elupaikades domineerisid enamasti konkurentliigid, vaid häiritud elupaikades oli rohkem stresstolerante. Kõige väiksem oli ruderaalide osatähtsus (joonis 5). Ruderaalide liigirikkus väheneb mulla sügavuse tõustes ($p=0,006$; $\text{beeta} = -0,307$).



Joonis 5. Soontaimede elustrateegide liigirikkuse proportsioon erinevates mikroelupaikades.

C – konkurentliigid, S – stressi taluvad liigid, R – ruderaalid. Mikroelupaigad: 1 – maaparandustööde käigus tekkinud roopad, 2 – loomade poolt häiritud alad, 3 – kõrgemad kohad, 4 – madalamad lohud, 5 – kadaka alused, 6 – kuivanud kadaka alused, 7 – okaspuude alused, 8 – lehtpõõsa alused.

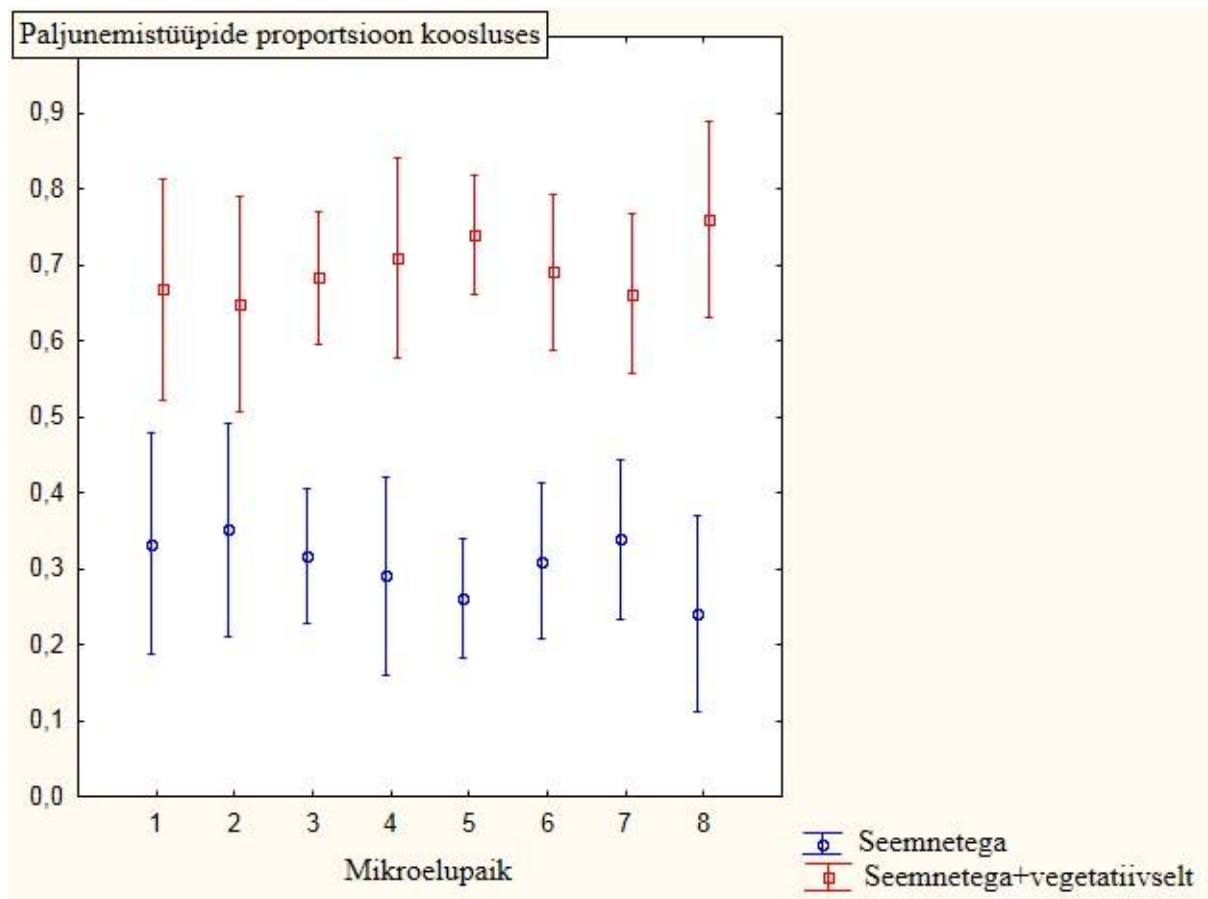
4) kõigis elupaikades domineerisid poolrosetlliigid, järgnesid mitterosetlliigid ja kõige vähem oli rosetseid liike. Häiringutega aladel oli mitterosetsete liikide osatähtsus suurim, suhteliselt enam oli neid ka madalamatel reljeefielementidel. Rosette moodustavaid liike oli rohkem madalamates mikroelupaikades ja kuivanud kadakate all. Soontaimeliigid, mis kasvavad rosetselt, eelistavad kasvamiseks vähese häiringuga mikroelupaikasisid ($p=0,025$; $beeta=-0,181$) (joonis 6).



Joonis 6. Soontaimede kasvuvormide liigirikkuse proportsioon erinevates mikroelupaikades.

Mikroelupaigad: 1 - maaparandustööde käigus tekkinud roopad, 2 - loomade poolt häiritud alad, 3 - kõrgemad kohad, 4 - madalamad lohud, 5 - kadaka alused, 6.- kuivanud kadaka alused, 7 - okaspuude alused, 8 - lehtpõõsa alused.

5) uuritud mikroelupaikades domineerisid nii seemnetega kui vegetatiivselt paljunevad liigid, kõige rohkem oli neid madalamates kohtades ja lehtpõõsaste all. Ainult seemnetega paljunevaid liike oli kõige rohkem häiritud mikroelupaikades ($p=0,001$; $beeta=+0,243$). Taimede proportsioon, mis paljunevad nii vegetatiivselt kui ka seemnetega, oli suurem varjatud mikroelupaikades (madalamad lohud, elus põõsaste alused) kus häiringute mõju on väiksem ja teatud soodustav mõju on vast ka kohati tihedamal krüptogaamide katvusel (joonis 7).



Joonis 7. Soontaimede paljunemistüüpide liigirikkuse proportsioon erinevates mikroelupaikades.

Mikroelupaigad: 1 - maaparandustööde käigus tekkinud roopad, 2 - loomade poolt häiritud alad, 3 - kõrgemad kohad, 4 - madalamad lohud, 5 - kadaka alused, 6.- kuivanud kadaka alused, 7 - okaspuude alused, 8 - lehtpõõsa alused.

4. Arutelu

4.1. Soontaimede liigirikkus erinevates mikroelupaikades

Võrreldes uuritud mikroelupaikasid olid kõige liigirikkamateks kõrgemad, avatumad alad, kus tavaliselt on kõrgem liigirikkus kui puude ja põõsastega kaetud aladel. Lagedamatel aladel on rohkem taimede kasvuks sobilikke tingimusi: piisav valguse kättesaadavus, kõrgem mulla toitainete sisaldus, mõõdukas mulla niiskus seemnete idanemiseks ja kasvuks. Mikroelupaiga struktuur mitte ainult ei mõjuta seemnete hajuvust alal, vaid ka seda, kui palju seemneid alale saabub ja paljud neist seemnetest sinna idanema jäävad (Yu *et al.*, 2003). Uuringutes on leitud, et loopealsetel paiknevad sipelgapesad ning nendes elavad sipelgad põhjustavad tihti soontaimede liigirikkuse tõusu (Rejmánek & Rosén 1988). Pisemad sipelgapesad on saanud paljude taimeliikide elupaigaks just sipelgate töö tulemusena. Üheks põhjuseks on sipelgate suur osatähtsus soontaimede seemnete levitamisel ning tihti hakkavad soontaimede seemned idanema sipelgate pesades ja lähiümbruses (Rosen 1995). Kõrgemate elupaikade liigirikkust soodustab ilmselt ka tusedam muld.

Puud ja põõsad on väga olulised maastikulise heterogeensuse allikad kuivadel kasvualadel. Nende all olev muld on niiskem ning selle tõttu on seal parem vee ja toitainete kättesaadavus. Puud ja põõsad pakuvad kaitset ka herbivooride eest (Callaway 1995). Seetõttu leidub tihti kuivades elupaikades puude ja põõsaste all kasvamas soontaimi, mis on häiringute ja konkurentsi suhtes vastupidavamad. Teiselt poolt on mõnede asjaolude tõttu puude ja põõsaste alune alustaimestikule küllatki ebasoodne kasvukoht. Peale valguse varjamise efekti mõjutavad puud ja põõsad alustaimestikku ka varisega, mis võib negatiivselt mõjuda seemnete ellujäävusele ja idanevusele (Xiong & Nilsson, 1999). Uuritud mikroelupaikadest saadud tulemuste põhjal võib väita, et puude ja põõsaste alustes mikroelupaikades kasvavate soontaimede liigirikkus oli oluliselt madalam kui kõrgemates mikroelupaikades ($p=0,049$), kuid suurem kui häiritud elupaikades. Puude ja põõsaste all leidis rohkem kõrrelisi (*Deschampsia cespitosa*, *Fertuca ovina*). See näitab, et vastavalt Pihlgreni ja Lennartssoni (2008) väidetele on hõredal erinevatest liikidest koosneval põõsarindel teatud tähtsus üldise liigirikkuse säilitamisel. Elupaikade häiringud mõjutavad toitainete kättesaadavust mullast ja mulla niiskustaset (Robertson *et al.* 1993). See omakorda võib muuta konkurentseid suhteid, vähendades valitseva liigi arvukust, mille tõttu suureneb valguse kättesaadavus ning suureneb väiksema konkurentsivõimega taimede ellujäämise tõenäosus (Hofmann & Isselstein, 2004). Seda trendi võis märgata ka uuritud aladel. Häiringud olid välja tõrjunud konkureerivad

graminoidid ning metsloomade poolt häiritud mikroelupaikades kasvas oluliselt rohkem rohundeid.

Üldiselt on elupaikade kvaliteedil oluline osa soontaimede liigirikkuse mõjutajana. Koos elupaiga kvaliteediga on mulla omadused ja valguse kättesaadavus ühed olulisemad tegurid, mis mõjutavad taimede liigirikkust ja liikide esinemise sagedust (Grace 1999).

4.2. Sammalde, samblike ja soontaimede vahelised seosed erinevates mikroelupaikades

Seosed sammalde, samblike ja soontaimede liigirikkuse vahel on pälvinud paljude botaanikute tähelepanu. Mõned neist on leidnud positiivseid seoseid (Zamfir *et al.* 1999; Ingerpuu *et al.* 1998), teised aga mitte (Herben 1987; Pharo *et al.* 1999). Arvatakse, et liikidevahelise konkurentsi mõju on suurem toitaineterikastel aladel (Grime 1979; Grace 1999), toitainetevaestel aladel see nii olulist rolli ei mängi (Pärtel *et al.* 2000). Uuringud Rootsi loopealsetel näitasid, et soontaimede liigirikkuse ja sammalde katvuse vahel valitses positiivne seos, samblike katvusega aga unimodaalne seos. Paljud sammalde liigid on tundlikud inimtegevusele ning eelistavad kasvada väikese inim mõjuga aladel (Löbel *et al.* 2006).

Loopealsetelt kogutud andmete analüüsil saadud tulemuste põhjal ei leitud aladel kasvanud sammalde, samblike ja soontaimede vahel olulisi seoseid, mistõttu ei tulnud välja ka sammalde ja samblike oluline mõju soontaimede liigirikkusele. Põhjuseks võib olla kõigil uurimisaladel ja elupaikades väga õhuke mullakiht, kus taimede kasvu ei mõjuta enam konkurents, vaid keerulised elutingimused.

4.3. Soontaimeliikide tunnused erinevates mikroelupaikades

Taimeliigid jaotatuvad kasvukohtades vastavalt ressursside kättesaadavusele ja nõuetele keskkonnatingimuste suhtes. Suur tingimuste varieeruvus mikrokasvukohtades võimaldab erinevatel taimeliikidel koos kasvada (Houston 1979; Tilman and Pakala 1993).

Uurimistulemused õhukese mullaga loopealsetel näitasid, et kõige enam mõjutavad soontaimeliikide jaotusmist erinevate tunnuste järgi erinevate mikroelupaikade mulla sügavus, mis omakorda mõjutab vee ning toitainete kättesaadavust ja mikroelupaikades toimunud häiringud.

Eluvormide järgi liikide jaotus näitab, et maapinnal ja maa sees paiknevate uuenemispungadega liike on vähem häiringutega mikroelupaikades, mis on arusaadav, sest roobastes on maapind tihenenud ja loomkahjustused häirivad eelkõige pealmist mullakihti. Maapinnal paiknevate uuenemispungadega liikide suurem osakaal põõsaste all võiks inditseerida mikrokliimaatiliselt soodsamaid tingimusi (vari, lume kogunemine) taimedele ebasoodsamates oludes.

Mulla niiskus on üheks olulisemaks teguriks, mis mõjutab rohumaa taimkoosluste struktuuri (Knapp & Smith 2001). Andmeanalüüsist saadud tulemuste põhjal eelistavad rohundid ja graminoidid kasvamiseks pigem paksema, puitunud taimed õhema mullaga mikroelupaikasad. Häiringutega mikroelupaikades oli rohundite osatähtsus suurim ja graminoidide oma väiksem. Põhjuseks võib olla metssigade tuhnimisega kaasnev tugev mulla häiring, mis vähendab juurkonkurentsi ja soodustab rohuttaimede levikut (Crawley 1997).

Elustrateegiate järgi oli uuritud elupaikades kõige vähem ruderaalseid liike ja nende arv ei olnud elupaikades oluliselt erinev. Stresstolerante oli rohkem, kuid ka nende arv ruutudel ei olnud erinevates elupaikades erinev. Veidi rohkem oli neid häiringutega ruutudel. Arvuliselt kõige enam oli konkurentliike, mille osatähtsus oli suurem madalamates lohkudes ja põõsaste all. Oluliste erinevuste puudumine on põhjustatud ilmselt laiemas mõttes üsna ühetaoliste keskkonnatingimustega.

Uuritud mikroelupaikades domineerisid nii vegetatiivselt kui generatiivselt paljunevad liigid, ainult seemnetega paljunevate liikide osatähtsus oli kõikjal väiksem. Seemnetega paljunemine on soodustatud häiritud elupaikades.

Loopealsete liigirikkus oleneb ökoloogilistest tingimustest, regionaalselt liigifondist ja majandamisintensiivsusest. Õhema mullaga loopealsetel on kasvutingimused soontaimeliikide jaoks halvemad, liigifond väiksem ja väikeseskaalaline liigirikkus väiksem (Pärtel *et al.* 1999). Karmide keskkonnatingimuste tõttu on ka nende kinnikasvamine aeglasem, kuid see protsess siiski toimub. Uuritud õhukese mullaga loopealsetel oli põõsaste katvus suhteliselt väike, halvad elutingimused põhjustavad sageli ka kadakate kuivamist. Ka mändide pealetung on aeglasem. Käesolev uuring näitas, et mikroreljeefi varieeruvusest, häiringutest ja erinevate põõsaste alustest mikroelupaikadest tulenev loopealsete heterogeensus üldjoontes suurendab liigilist mitmekesisust. Seetõttu on hõreda, erinevatest liikidest koosneva põõsarinde

säilitamine ka taastamise puhul vajalik, sest põõsaste all leiavad elupaiga varjutaluvamad liigid. Okaspuude alustel elupaikadel aga ei tundu olevat mingit osa liigirikkuse säilitamisel ja nende eemaldamine loopealsetel on igati õigustatud.

Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärgiks oli uurida õhukesemullaliste loopealsete mikroelupaikade liigirikkust ning seda mõjutavaid abiootilisi ja biootilisi tegureid. Selleks kirjeldati 20-l Saare- ja Hiiumaa õhukesemullalistel loopealsetel kaheksas erinevas mikroelupaigas kokku 160 20 x 20 cm suurust ruutu.

Magistritöö raames käsitleti sammalde, samblike ja soontaimede vahelisi seoseid ning uuriti soontaimede tunnuseid erinevates mikroelupaikades.

Kõige liigirikkamad olid avatumad alad, aga ka põõsaste alused, mis pakuvad karmides oludes õhukesemullalistel loopealsetel vee ja toitainete rikkamaid kasvukohti. Kõige liikide vaesemad mikroelupaigad olid okaspuude alused ning häiringute poolt mõjutatud alad.

Sammalde ja samblike katvuse ning soontaimede liigirikkuse ning soontaimede erinevate tunnuste vahel olulist mõju ei leitud. Üldiselt oli sammalde katvus suurem põõsaste alustes mikroelupaikades, kuid seal oli ka soontaimede liigirikkus suurem. Samblikke kasvas rohkem häiringutega mikroelupaikades, milles soontaimede liigirikkus oli väike, kuid ilmselt mõjutavad soontaimede liigirikkust enam häiringud kui samblike katvus.

Uurides erinevates mikroelupaikades kasvavate soontaimeliikide erinevaid tunnuseid, leiti, et kõige rohkem mõjutavad liikide tunnuseid loopealsete mulla sügavus ning aladel toimunud häiringud.

Õhukesemullalistel loopealsetel kasvab äärmiselt haruldane taimekooslus ning seega on nad suure looduskaitseliku tähtsusega. Karmide keskkonnatingimuste tõttu on nende kinnikasvamise majandamise lakkamisel aeglasem kui түsedama mullakihi loopealsetel, kuid pika aja jooksul kattuvad ka need põõsaste ja puudega. Seetõttu oleks oluline taastada kõigil loopealsetel traditsiooniline majandamine.

Summary

Species richness in calcareous grasslands and factors affecting it.

Purpose of this study was to investigate species richness in microhabitats on shallow soil grasslands and abiotic and biotic factors affecting it. Eight different microhabitats on 20 of Hiiumaa and Saaremaa shallow soil grasslands in total 160 20 x 20 cm size squares were described.

Master's thesis is about relationships between bryophytes, lichens and vascular plants and relationship between vascular plants characteristics in various microhabitats.

The highest species richness was in open microhabitats but also under the shrubs in habitats which are providing water and nutrients during rough periods on calcareous grasslands. The lowest species richness was under conifers and on areas affected by disturbances.

There were no significant effects found between bryophytes and lichen coverage and vascular plants species richness and vascular plants characteristics. The highest mosses coverage was in microhabitats under the shrubs, vascular plant species richness was high as well. Lichens grew more in microhabitats influenced by disturbances, vascular plant species richness was low but it was probably affected more by disturbances than lichen coverage.

Researching various vascular plant characteristics it was found that features of vascular plant species were most affected by alvars soil depth and areas disturbances.

Extremely rare plant communities are growing in calcareous grasslands, therefore they have high nature conservation importance. Due to the harsh environmental conditions the overgrowing in these areas after management decreases is slower than in grasslands with thicker soil layer, but in long term these areas will cover with bushes and trees too. Therefore it is important to restore traditional managing in all calcareous grasslands.

Tänuavaldused

Suur tänu minu juhendajale, Elle Roosalustele, kes oli suureks abiks minu magistritöö valmimisel. Suur aitäh Jaan Liirale, kes aitas andmeanalüüsi juures ning Inga Jüriadole ja Ede Leppikule koostöö eest.

Kasutatud kirjandus

Bell, K. L., Bliss, L. C. 1980. Plant reproduction in a high arctic environment. – *Arct. Alp. Res.* 12: 1–10.

BIOLFLOR (<http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>). 12.02.2013.

Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61: 306–349.

Crawley, M.J. 1997. Life History and Environment. In: *Crawley, M.J. (Ed.) Plant Ecology*, pp. 73–131. Blackwell Science Ltd., Oxford.

Douda, J., Doudová-Kochánková, D., Boublík, K., Drašnarová, A. 2012. Plant species coexistence at local scale in temperate swamp forest: test of habitat heterogeneity hypothesis. *Oecologia* 169: 523–534.

Dupre, C., Ehrlén J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions. *J. Ecol.* 90: 769–805.

Greace, J.P. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspect. Pl. Ecol. Evol. Syst.* 2: 1–28.

Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester.

Helm, A. 2011. Eesti loopealsed ja kadastikud, Juhend koosluste hooldamiseks ja taastamiseks, lk. 17–18.

Helm, A., Pärtel M. 2007. Loopealsed ajale võlgu, *Eesti Loodus*, lk. 132–135.

Herben, T. 1987. Bryophytes in grassland vegetation sample plots: what is their correlation with vascular plants? *Folia Geobot. Phytotax.* 22: 35–41.

- Hofmann, M., Isselstein, J.** 2004. Seedling recruitment on agriculturally improved mesic grassland: the influence of disturbance and management schemes. *Appl. Veg. Sci.* 7, 193–200.
- Houston, M.** 1979. A general hypothesis of species diversity. *Amer. Naturalist* 113: 81–101.
- Ingerpuu, N., Kull K., Vellak K.** 1998. Bryophyte vegetation in a woodland meadow: relationships with phanerogam diversity and responses to fertilisation. *Pl. Ecol.* 134: 163–171.
- Knapp, A.K., Smith, M.D.** 2001. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science* 291: 481–484.
- Laasimer L.** 1975. Eesti lood ja loometsad, nende kaitse. Eesti loodusharulduste kaitseks, lk. 90–103.
- Leppik, E., Jüriado, I., Suija, A., Liira, J.** 2013. The conservation of ground layer lichen communities in alvar grasslands and the relevance of substitution habitats. *Biodiversity and Conservation*, 22(3), 591 - 614.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A.** 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804–808.
- Lundholm, J.T., Larson, D.W.** 2003. Relationship between spatial environmental heterogeneity and plant species diversity on a limestone pavement. *Ecography* 26:715-722.
- Löbel, S., Dengler, J., Hobohm, C.** 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: The effects of environment, landscape structure and competition, *Folia Geobotanica* 41: 377–393.
- Paal, J.** 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeerium. ÜRO Keskkonnaprogramm, Tallinn.

Palmer, M.W. 1994. Variation in species richness: towards a unification of hypotheses. *Folia Geobot. Phytotax.* 29: 511–530.

Pharo, E.J., Beattie, A.J., Binns, D. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity. *Conservation Biol.* 13: 282–289.

Pihlgren, A., Lennartsson, T. 2008. Shrub effects on herbs and grasses in semi-natural grasslands: positive, negative or neutral relationships? *Grass and Forage Science* 63:9-21.

Pärtel, M., Helm, A., Reitalu, T. 2007. Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. *J Ecol* 95:574–582.

Pärtel, M. 2004. Loopealsed. Kukk T., (toim.) Pärändkooslused, lk. 178-190.

Pärtel, M. 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology* 83: 2361–2366.

Pärtel, M., Zobel, M., Liira, J., Zobel, K. 2000. Species richness limitations in productive and oligotrophic plant communities. *Oikos*, 90(1), 191 - 193.

Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M. & Rosén, E. 1999. Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. *J. Veg. Sci.* 10:561-570.

Pärtel, M., Zobel, M. 1999. Small-scale plant species richness in calcareous grasslands determined by the species pool, community age and shoot density. *Ecography*, 22(2), 153 - 159.

Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M. & Rosén, E. 1998. Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecol. Engin.* 10:275-286.

Rejmánek, M., Rosén, E. 1988. The effects of colonizing shrubs (*Kuniperus communis* and *Potentilla fruticosa*) on species richness in the grasslands of Stora Alvaret, Öland (Sweden). *Acta Phytog. Suec.* 76:67-72.

- Robertson, G.P., Crum, J.R., Ellis, B.G.** 1993. The spatial variability of soil resources following long-term disturbance. *Oecologia* 96, 451–456.
- Rosen, E., Bakker, J. P.** 2005. Effects of agri-environment schemes on scrub clearance, livestock grazing and plant diversity in a low-intensity farming system on Öland, Sweden, *Basic and Applied Ecology* 6: 195—204.
- Rosen, E.** 1995. Periodic droughts and long-term dynamics of alvar grassland vegetation on Öland, Sweden. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica*, 30, 131–140.
- Rosen, E.** 1988. Shrub expansion in alvar grasslands on Öland. *Acta Phytogeogr. Suec.* 76:87-100.
- Rosen, E.** 1982. Vegetation development and sheep grazing in limestone grasslands of south Öland, Sweden. *Acta Phytogeogr. Suec.* 72: 1–108.
- Schaefer, C.A, Larson, D.W.** 1997. Vegetation, environmental characteristics and ideas on the maintenance of alvars on the Bruce Peninsula, Canada. *J Veg Sci* 8:797–810.
- Sohlberg, E. H., Bliss, L. C.** 1987. Responses of *Ranunculus sabinei* and *Papa6er radiculatum* to removal of the moss layer in a high-arctic meadow. – *Can. J. Bot.* 65: 1224– 1228.
- Stoutjesdijk, P., Barkman, J. J.** 1992. Microclimate, vegetation and fauna. - Opulus Press, Uppsala.
- Tilman, T.** 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405:208-211.
- Tilman, T. , Pakala, S.** 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs, R.E., Schluter, T. (Eds.). *Species diversity of ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 13-25.
- Xiong, S.J., Nilsson, C.** 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 87, 984–994.

Yu, S.L., Sternberg, M., Jiang, G.M., Kutiel, P. 2003. Heterogeneity in soil seed banks in a Mediterranean coastal sand dune. *Acta Botanica Sinica* 45, 536–543.

Zamfir, M., Dai, X., Maarel, E. 1999. Bryophytes, lichens and phanerogams in an alvar grassland: relationships at different scales and contributions to plant community pattern, *Ecography* 22: 40-52.

Zobel, M. 1992. Plant species coexistence – the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos* 65: 314–320.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina Oliivia Võrk (sünnikuupäev: 22.04.1986)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose,

Lubjarikaste rohumaade liigirikkus ja seda mõjutavad tegurid,

mille juhendaja on Elle Roosaluste,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus (27.05.2013)